

Tecnologías aplicables en el tratamiento de las deyecciones ganaderas: un elemento clave para mejorar su gestión

A. Bonmatí

Universitat de Girona
*Laboratori d'Enginyeria
Química i Ambiental*

A. Magrí

GIRO Centro Tecnológico

Summary

The proper management of dairy farm defecations is not only necessary to raise their efficiency as a fertiliser and to prevent pollution problems, but also to avoid frequent disputes between dairy farmers- crop farmers and the population in general. The treatment systems are a tool worthy of consideration in order to improve the said management. When the treatment strategy chosen is the adequate one for the particular circumstances and the treatment is properly applied, the state of development of the technology ensures good results. Also worthy of mention is the fact that, in the scientific field, new treatment systems are still being developed and their prospects are very promising, such as the anammox process or the generation of bioelectricity. This article outlines the main treatment systems that are applied to dairy farming defecations and briefly points out their limitations and opportunities. Despite the technological reliability currently ensured by treatment systems, these have not spread to the extent as was expected. Possibly, the high costs deriving from the implementation and operation of the treatment systems are the major difficulty to be overcome.

Resumen

Gestionar correctamente las deyecciones ganaderas no sólo es imprescindible para mejorar su eficiencia como abono y para prevenir problemas de contaminación, sino también para evitar los frecuentes problemas de convivencia entre los ganaderos-agricultores y la población. Los sistemas de tratamiento son una herramienta a considerar para mejorar esta gestión. Cuando la estrategia de tratamiento elegida es adecuada a las circunstancias particulares y estos se operan correctamente, el estado de desarrollo de la tecnología permite asegurar buenos rendimientos. Cabe destacar también, que en el ámbito científico se siguen desarrollando nuevos sistemas de tratamiento con unas perspectivas muy alentadoras como son el proceso anammox o la generación de bioelectricidad. En este artículo se recogen los principales sistemas de tratamiento que se aplican a las deyecciones ganaderas indicando brevemente sus limitantes y oportunidades. A pesar de la fiabilidad tecnológica que actualmente ofrecen los sistemas de tratamiento, estos no se han extendido tanto como cabía esperar. Los altos costes derivados de la implantación y explotación de los sistemas de tratamiento son, tal vez, el escollo más importante a superar.

INTRODUCCIÓN

Durante la segunda parte del siglo XX la ganadería europea se transformó en una industria moderna y eficiente, no obstante, las perspectivas de crecimiento se han visto limitadas por un gran aumento en los problemas ambientales (contaminación del agua, suelo y aire) asociados a la alta producción de deyecciones ganaderas (Burton y Turner, 2003).

La agricultura y la ganadería han sido durante muchos años

actividades complementarias. En esta coyuntura, las deyecciones ganaderas eran un recurso valioso para el abono de las tierras de cultivo (de hecho era la única fuente de nutrientes hasta la revolución verde) y permitía cerrar el ciclo de materia. La profunda transformación del sector ganadero, con la aparición de la ganadería intensiva, ha hecho que ambas actividades productivas se desligaran cada vez más, transformando en algunas ocasiones lo que antes era un recurso en un residuo difícil de gestionar.

Una gestión correcta de las deyecciones ganaderas requiere una

planificación que debe incluir como mínimo: acciones para reducir el caudal y la concentración; sistemas de almacenamiento para adecuar la generación de deyecciones con la demanda de nutrientes de los cultivos; su aplicación agrícola según los requerimientos de los cultivos; y su planificación temporal considerando, entre otras cosas, las restricciones temporales (épocas del año donde no se puede o no es conveniente aplicar las deyecciones).

A pesar de que la prioridad sigue siendo su uso como fertilizante, diversos factores pueden hacer recomendable, o incluso necesario, la implantación de un sistema de tratamiento. De esta manera nos podemos encontrar en situaciones en que el ganadero no dispone de tierras suficientes, o éstas están muy alejadas, o tienen un difícil acceso; o situaciones en que por problemas de malos olores puede ser recomendable la implantación de un sistema de tratamiento.

¿Qué es un tratamiento?

Un tratamiento es una operación o conjunto de operaciones que cambian las características físicas, químicas o biológicas de un residuo con el objetivo de: neutralizar las sustancias tóxicas, recuperar materiales valorizables, facilitar su uso como fuente de energía o favorecer su disposición al rechazo. El objetivo final del tratamiento ha de ser el de aumentar las posibilidades de gestión del residuo o de los productos resultantes.

La idoneidad de un proceso dependerá del contexto en que se encuentre la explotación, de las necesidades manifestadas en estudios preliminares, de la planificación de la gestión, de la calidad del producto obtenido y de los costes económicos asociados (costes de implantación y de explotación así como posibles ingresos de la venta del producto final).

Escala de tratamiento: centralizado/individualizado

La definición de la escala de tratamiento (individual o colectivo, municipal o mancomunado) dependerá de múltiples factores: necesidades detectadas, costes de inversión y explotación, economía de escala, posibilidad de venta de los productos finales obtenidos, idiosincrasia del ganadero, factores sociales (cada vez es más frecuente el rechazo social de las infraestructuras de tratamiento de residuos), etc., siendo muy difícil generalizar. De esta manera encontramos experiencias con un gran éxito como son las plantas centralizadas de digestión anaerobia en Dinamarca (DEA, 1995; DIAFE, 1999; BD-USD, 2000), pero también experiencias muy negativas en países como Holanda (Rulkens et ál., 1999).

Frente a los sistemas de tratamiento centralizados, los tratamientos en origen (en la explotación) se presentan como una buena alternativa; no obstante, es necesario considerar una serie de factores importantes: los bajos caudales tratados implica, en muchos casos, un funcionamiento discontinuo de equipos diseñados originalmente para funcionar en continuo, necesidad de un control especializado, nuevos costes en la contabilidad de la explotación (analíticas, reactivos, asesoría, etc.) y nuevas tareas que pueden interferir con las tareas habituales del ganadero, entre otros.

Estrategia de tratamiento en base al producto

Se entiende por estrategia de tratamiento la combinación de procesos con el fin de alcanzar un objetivo determinado. No existe una estrategia de tratamiento única; la idoneidad de una u otra y la posibilidad de éxito se verá influenciada por las condiciones del entorno, los objetivos planteados y la escala de tratamiento.

Para definir qué estrategia de tratamiento es la más adecuada en una circunstancia determinada, se debe partir de la definición clara del problema a resolver (p.ej.: problemas de malos olores, exceso de nitrógeno, etc.), y del objetivo que debe cumplir el sistema de tratamiento (p.ej.: eliminar el 50% de la materia orgánica, eliminar el 70% de nitrógeno amoniacal, etc.).

En un escenario en que hay equilibrio entre la producción anual de residuos ganaderos y las necesidades de los cultivos, la construcción estratégica de balsas de homogenización y una correcta planificación pueden ser suficientes para gestionar correctamente los residuos orgánicos generados. Si se plantean otros objetivos como el de cubrir consumos propios de energía y controlar los malos olores, o estabilizar la materia orgánica, tratamientos como la digestión anaerobia o el compostaje también pueden ser interesantes.

En aquellas situaciones en que existe un excedente de nitrógeno y un equilibrio para el resto de los nutrientes, es necesario incluir en la estrategia de tratamiento algún proceso que actúe sobre el nitrógeno, eliminándolo o recuperándolo. En un contexto en que la tendencia es cerrar ciclos, los procesos de recuperación de nutrientes (p.ej.: stripping-absorción) deberían priorizarse frente a los de eliminación. En este caso los beneficios económicos que se puedan obtener de la venta de los productos finales obtenidos (aguas amoniacales, sales de amonio...) determinarán en gran medida las posibilidades de éxito.

Los procesos de eliminación como la nitrificación-desnitrificación (NDN) también puede tener un papel importante en el tratamiento de la fracción líquida de residuos con alto contenido de nitrógeno amoniacal, sobre todo en aquellas circunstancias donde la economía de escala no permite la implantación de un sistema de recuperación.

Finalmente, cuando existe un excedente estructural de nutrientes (nitrógeno y fósforo), son necesarias estrategias que tengan como objetivo la obtención de productos con un alto valor añadido y una demanda en el mercado de fertilizantes orgánicos y/o minerales, que justifique económicamente el transporte y el control de la calidad del producto. En el caso de que se obtenga un producto seco, las características deseables son:

- Estabilidad: mínima concentración de materia orgánica fácilmente biodegradable.
- Mínimo volumen con la máxima concentración de nutrientes.
- Relación N:P:K adecuada, en todo caso conocida y constante.
- Mínima concentración de metales pesados y tóxicos.
- Higienizado: presencia nula de patógenos, semillas, larvas o huevos de insecto.
- Olor agradable, en todo caso que no recuerde su origen.

La composición del producto final obtenido dependerá en gran medida de la materia prima, de su composición y variabilidad temporal, de la tecnología aplicada y del ajuste del proceso, por lo tanto no se pueden generalizar calidades concretas.

CARACTERÍSTICAS DE LAS DEYECCIONES GANADERAS

Un paso previo al estudio de posibles estrategias de gestión y tratamiento de un residuo determinado, es su caracterización en cuanto a: composición y variabilidad (ya que determinan

Tabla 1 Composición, sobre materia fresca, de purines de cerdo (Bonmatí, 2001)

Parámetro	Mínimo	Máximo	Media
pH	6,56	8,70	7,68
Alcalinidad total (g CaCO ₃ /kg)	5,08	59,25	21,47
Sólidos totales (g/kg)	13,68	169,00	62,16
Sólidos volátiles (g/kg)	6,45	121,34	42,33
Demanda química de oxígeno (g O ₂ /kg)	8,15	191,23	73,02
Nitrógeno total Kjeldhal (g N/kg)	2,03	10,24	5,98
Nitrógeno amoniacal (g N/kg)	1,65	7,99	4,54
Nitrógeno orgánico (g N/kg)	0,40	3,67	1,54
Fósforo (g P/kg)	0,09	6,57	1,38
Potasio (g K/kg)	1,61	7,82	4,83
Cobre (mg Cu/kg)	9	192	40
Zinc (mg Zn/kg)	7	131	66

qué estrategias de tratamiento son susceptibles de ser aplicadas), volumen que se genera (permite determinar la magnitud del problema) y su distribución territorial (permite decidir qué tipo de gestión y escala de tratamiento es aplicable: individualizada o centralizada).

En el caso de las deyecciones ganaderas, la idoneidad de una determinada estrategia de tratamiento varía mucho en función de si se trata de un estiércol o un purín. El contenido en agua de las deyecciones es lo que diferencia el estiércol (bajo contenido en agua) del purín (alto contenido en agua).

No es fácil tipificar la composición de estiércoles y purines. Influyen muchos factores: especie animal, estado fisiológico, alimentación, sistema de manejo, gestión del agua, sistemas de limpieza, época del año, etc. A modo de ejemplo, la **tabla 1**, muestra el rango de valores típicos para la composición de purines de cerdo.

A la hora de decidir sobre la gestión, la aplicación agrícola y los posibles tratamientos aplicables a los purines, es necesario considerar las siguientes características:

- Gran variabilidad en la composición, sobre todo de N, P y K. Para cubrir los requerimientos de los cultivos es imprescindible conocer con precisión las concentraciones de estos macronutrientes en el residuo ganadero a aplicar (Aran, 2001). Asimismo, la relación entre estos tres nutrientes no acostumbra a ser la adecuada a las necesidades de los cultivos. Esto implica la necesidad de elegir el criterio más limitante (criterio nitrógeno, criterio fósforo, etc.) para calcular las dosis de abonado y evitar problemas de contaminación por sobredosis de nutrientes (Gil, 2001; Pinto et ál., 2001).

- Concentración de materia orgánica (este parámetro se mide a partir de los sólidos volátiles o la demanda química de oxígeno). El almacenamiento en las fosas o balsas durante períodos prolongados de tiempo supone la volatilización de compuestos orgánicos volátiles y por lo tanto reduce su disponibilidad para tratamientos posteriores que requieran materia orgánica biodegradable, como son la digestión anaerobia o la desnitrificación.

En el caso de aplicación agrícola, a pesar de que el contenido en materia orgánica es bajo si se quiere utilizar como enmienda orgánica, su concentración es suficientemente elevada para que sea aconsejable un tratamiento de estabilización antes de su aplicación al suelo. De esta manera, también se evitan malos olores y emisiones a la atmósfera de compuestos volátiles durante su aplicación.

- Presencia de metales pesados (Cu y Zn). La presencia de metales pesados como son el cobre y el zinc (procedentes de la formulación de los piensos), puede implicar que aplicaciones continuadas en una misma parcela provoquen la acumulación de estos metales (LAF, 1999). Asimismo, altas concentraciones pueden llegar a provocar fenómenos de inhibición o toxicidad en los sistemas de tratamiento biológico.
- Concentración de nitrógeno amoniacal (N-NH₄⁺). La alta volatilidad, así como su rápida oxidación a nitratos, es un hecho a considerar en su aplicación agrícola para evitar episodios de contaminación. Cabe destacar que en el momento de su generación, las deyecciones ganaderas no contienen concentraciones destacables de nitratos. Estos se forman con posterioridad a su aplicación agrícola, al oxidarse biológicamente el amonio a nitratos en los primeros centímetros del suelo. Asimismo, altas concentraciones de nitrógeno amoniacal pueden provocar fenómenos de inhibición en procesos como la digestión anaerobia (Angelidaki y Ahring, 1994).
- Contenido elevado de agua, superando fácilmente el 90%. Este hecho es el factor más limitante para el transporte del purín, ya que el coste de transporte y aplicación es elevado en relación a su contenido en nutrientes. Así mismo, limita el momento de aplicación, el cual normalmente se realiza previo a la implantación del cultivo (abonado de fondo), alargando su tiempo de permanencia en el suelo, y por tanto las posibilidades de pérdidas de nitrógeno por infiltración (Carrasco y Villar, 2001).
- Elevada capacidad tampón (resistencia a la modificación del pH). Esto puede favorecer procesos de tratamiento como la nitrificación o la digestión anaerobia, pero dificulta otros que requieren una modificación del pH.

Ante estas características y considerando su doble condición fertilizante-contaminante, el tratamiento de las deyecciones ganaderas puede resultar una herramienta muy útil para aumentar la capacidad de gestión y mejorar sus características como producto de calidad con un importante valor nutricional para los cultivos.

TECNOLOGÍAS DE TRATAMIENTO

No hay ningún tratamiento que haga desaparecer completamente el purín o el estiércol. Los únicos componentes que se pueden

Tabla 2 Síntesis de operaciones aplicables al tratamiento de las deyecciones ganaderas

OBJETIVO PRINCIPAL	PROCESO
Tratamientos que actúan sobre las propiedades físicas y químicas	Incorporación de aditivos Separación sólido-líquido Electrocoagulación Membranas/ósmosis inversa
Tratamientos de estabilización de la materia orgánica	Compostaje Digestión aerobia autotérmica (ATAD) Ozonización
Tratamientos con producción de energía	Digestión anaerobia Conversión termoquímica (TCC) Producción de H ₂ Bioelectricidad (MFC)
Tratamientos que actúan sobre el contenido de nutrientes (N y/o P)	Nitrificación-desnitrificación (NDN) Nitrificación parcial-anammox Stripping-absorción Eliminación de fósforo
Tratamientos que actúan sobre el contenido en H ₂ O	Evaporación/secado Biosecado

eliminar mediante su transformación a compuestos gaseosos inocuos para el medio ambiente son: el agua (se transforma en vapor de agua), la materia orgánica (se transforma a CO₂¹) y el nitrógeno (se transforma en nitrógeno molecular N₂). El resto de componentes únicamente se pueden separar o concentrar (Magrí et ál., 2006a).

En la **tabla 2** se enumeran los posibles procesos susceptibles de ser aplicados en el tratamiento de las deyecciones ganaderas. Estos se han agrupado según la característica que se ha considerado más relevante. Notar que la clasificación no es inequívoca pero resulta útil para identificar el objetivo principal de los tratamientos, sin que eso implique que el proceso pueda tener otros objetivos.

Tratamientos que actúan sobre las propiedades físicas y químicas

Todos los tratamientos modifican de una manera u otra las propiedades físicas y químicas de los residuos aunque no sea éste su objetivo principal. En este apartado únicamente se hace referencia a los tratamientos cuyo principal objetivo es modificar las propiedades por medios químicos o microbiológicos (incorporación de aditivos) y aquellos que tienen como objetivo eliminar sólidos en suspensión, y en algún caso disueltos, de la matriz líquida obteniendo una fracción sólida y una fracción líquida (separación sólido-líquido, electrocoagulación, filtración por membrana y ósmosis inversa).

Incorporación de aditivos

Existe un gran número de productos químicos o biológicos que se aplican a los purines o en algún caso a los piensos (cuando son coadyuvantes alimentarios autorizados) con el objetivo de mejorar el bienestar animal, mejorando el ambiente en los locales de estabulación y el manejo, así como la aplicación agrícola posterior de las deyecciones.

Estos aditivos se pueden aplicar directamente en los corrales, fosas o balsas, o en el momento de cargar el purín en la cuba. Actúan reduciendo las emisiones de gases contaminantes, fluidificando, homogenizando, transformando parte del nitrógeno amoniacal en orgánico y mejorando la separación de fases.

Es importante conocer con exactitud la acción de estos compuestos y su eficacia (en muchos casos no contrastada), y el manejo recomendable para que estos sean eficientes (dosis a aplicar, frecuencia, etc.). Señalar que estos compuestos pueden ser efectivos para una cosa, pero perjudiciales para otra y que según las condiciones de trabajo de la granja se pueden obtener rendimientos muy variables con resultados que no siempre son satisfactorios.

Separación sólido-líquido

El proceso de separación de fases permite dividir las deyecciones en dos fracciones distintas:

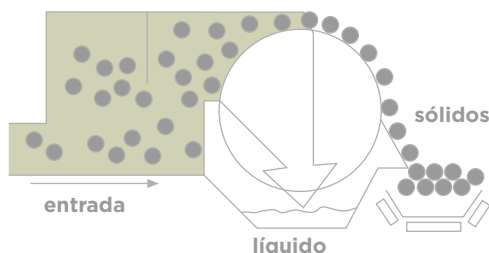
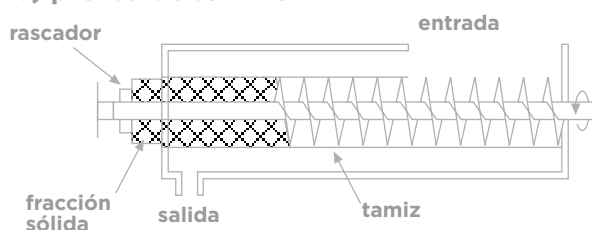
- Fase sólida (FS), con un contenido en sólidos más elevado que las deyecciones originales.
- Fase líquida (FL), fracción acuosa que contiene elementos disueltos y en suspensión.

Aunque desde un punto de vista global, la separación sólido-líquido no supone una modificación en el contenido de componentes de las deyecciones, este proceso permite una redistribución de los constituyentes, y por lo tanto, una mejora en la capacidad de gestión. De esta manera se propicia la aplicación

1. En relación al efecto invernadero, el CO₂ procedente de la descomposición de la biomasa no se considera en el balance de CO₂.

Figura 1 esquemas de equipos de separación

(adaptado de Ford y Fleming, 2002)

a) tamiz rotativo**b) prensa de tornillo****c) decantador centrífugo**

de líneas de tratamiento, transporte y aplicación diferentes para cada una de las fases obtenidas. En este sentido, la FS resultante se podrá estabilizar mediante un proceso de compostaje o transportar a zonas lejanas, y la FL se podrá tratar o bien aplicar directamente en tierras agrícolas en las inmediaciones de la explotación.

Trabajar con deyecciones recién generadas, así como evitar períodos prolongados de almacenaje de las fracciones ya separadas, permite evitar fenómenos de degradación incontrolada. Gracias a esta práctica de manejo es posible mejorar eficiencias de separación (Møller et ál., 2002), reducir las emisiones de malos olores y las pérdidas por volatilización o la solubilización de determinados componentes.

Los componentes no disueltos en las deyecciones de consistencia semilíquida se decantan de forma natural en las fosas y balsas de almacenamiento, haciendo necesaria la extracción periódica de los sólidos acumulados en el fondo para mantener la capacidad útil de dichas instalaciones. Esta decantación natural es la opción más económica para separar las partículas en suspensión, no

obstante, únicamente debe considerarse cuando las exigencias de separación sean bajas. En cuanto a los sistemas mecánicos de separación, estos se pueden clasificar en tres grandes grupos según cuál sea el tipo de fuerza que posibilita el proceso: la gravedad, la compresión o la centrifuga. La **figura 1** muestra un ejemplo para cada caso.

- La separación mecánica por gravedad consiste en separar las fases sólida y líquida mediante el uso de uno o varios tamices y con la única acción de la fuerza de la gravedad. Los tamices utilizados pueden ser estáticos o bien dinámicos (vibratorio, rotativo, etc.). El diámetro de poro de la malla del tamiz determinará el tamaño de las partículas sólidas que permanecerán en el líquido. Este tipo de separadores acostumbran a presentar bajos requerimientos energéticos aunque también bajas eficiencias de separación.
- El funcionamiento de los equipos de separación mecánica por compresión está basado en presionar el producto a separar contra una superficie que permite su filtrado. Los tres principales tipos son: prensa de rodillos (sistema de rodillos giratorios que ejerce presión contra un tamiz cóncavo), prensa de bandas (cinta horizontal que gira entre rodillos constrictores) y prensa de tornillo (tornillo que comprime las deyecciones contra un tamiz cilíndrico coaxial).
- Los equipos de separación mecánica por centrifugación generalmente consisten en un cuerpo cilíndrico, horizontal o vertical, que gira de forma continua y a gran velocidad. En la pared interior de dicho cuerpo, la fuerza centrífuga separa en dos capas distintas el líquido y los sólidos contenidos en las deyecciones. Otro cuerpo, exterior al primero y que gira ligeramente más rápido, desplaza los sólidos hacia un extremo con forma cónica, por donde son descargados. Los decantadores centrífugos (cuerpo horizontal) son especialmente efectivos en la separación de los sólidos, logrando niveles de humedad en la fracción sólida relativamente bajos.

ES ACONSEJABLE ESTABILIZAR EL CONTENIDO DE MATERIA ORGÁNICA DE LAS DEYECCIONES GANADERAS ANTES DE SU APLICACIÓN AGRÍCOLA.

Si el tamaño de los sólidos contenidos en las deyecciones es muy heterogéneo, puede ser interesante trabajar con una combinación de sistemas de separación. En este caso, es posible plantearse un desbaste previo del producto seguido de una etapa de separación más fina. Para aumentar la eficiencia de la separación es posible utilizar agentes químicos (coagulantes, floculantes, etc.); esto supone un aumento en los costes de explotación y además es necesario que estos agentes sean biodegradables si la fracción sólida obtenida se composta o se aplica al suelo.

Así pues, la eficiencia de un proceso de separación sólido-líquido depende de diversos factores: tipología y composición de las deyecciones, tipo de separador, uso de aditivos químicos, condiciones de operación, etc. Esta dependencia explica la gran variabilidad en los rendimientos localizados en la bibliografía y dificulta la comparativa entre experiencias. En caso de considerar la tecnología apropiada, es posible concentrar en la FS (10-20% de la masa inicial) hasta el 80% del fósforo y el 50% del nitrógeno (Burton y Turner, 2003).

Figura 2
esquema de un sistema de electrocoagulación

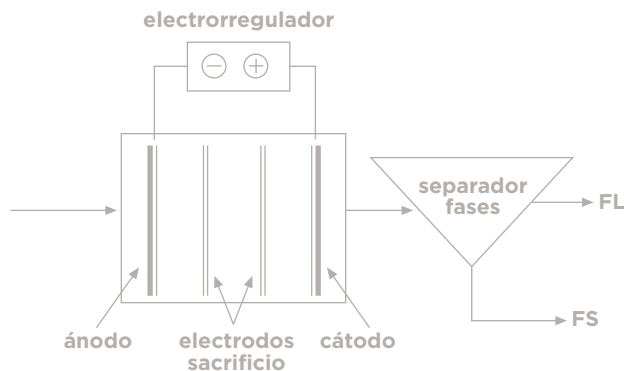
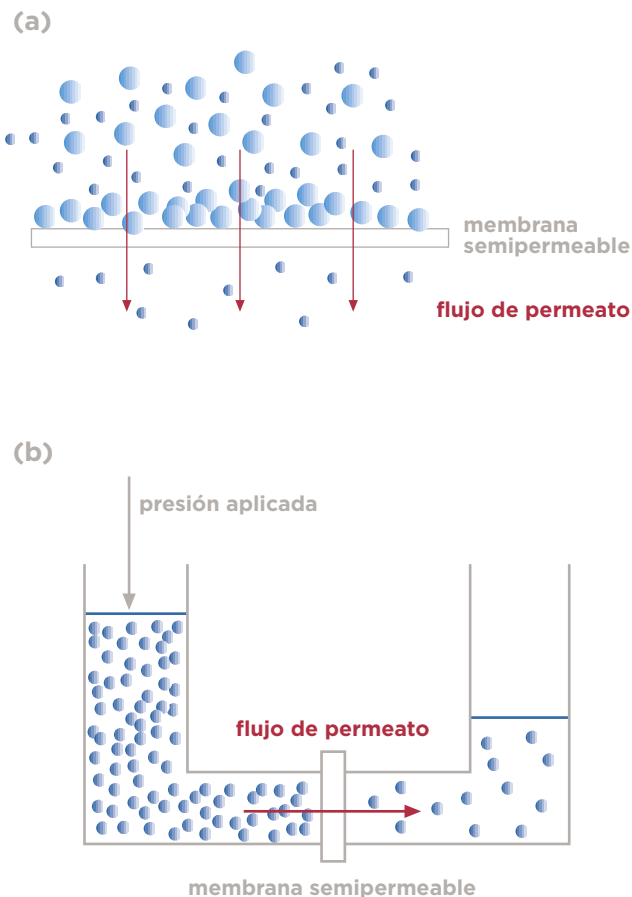


Figura 3
esquema del proceso de filtración por membrana (a) y ósmosis inversa (b)



Electrocoagulación

La electrocoagulación se puede definir como un proceso mediante el cual se desestabilizan las sustancias en suspensión, en emulsión o disueltas en un medio acuoso, haciendo pasar una corriente eléctrica a través del mismo. El agente que provoca la desestabilización de los coloides es la corriente eléctrica, que sería el equivalente a los coagulantes químicos en un proceso de coagulación-floculación convencional.

La electrólisis que se produce en el seno del líquido, provocada

por la corriente eléctrica, afecta a los compuestos oxidables y reducibles, y solubiliza los cationes metálicos (Fe^{3+} , Al^{3+} ...) procedentes de los llamados “electrodos sacrificio”. La formación de hidróxidos que precipitan, junto con las corrientes de iones y partículas cargadas creadas por el campo eléctrico, aumentan la probabilidad de colisión entre iones y partículas formando agregados fácilmente separables.

Una vez formados los agregados, estos se separan del líquido mediante un proceso de flotación, aprovechando la formación de O_2 y H_2 durante la electrólisis, o por sistemas mecánicos convencionales de separación de fases (figura 2).

Originalmente el proceso de electrocoagulación se aplicó para tratar aguas residuales de origen industrial: efluentes del proceso de obtención de pulpa de papel, aguas con contenidos elevados de grasas y aceites, efluentes con detergentes sintéticos, aguas del pulido de metales, etc., incluso si se seleccionan adecuadamente los electrodos se pueden eliminar determinados metales pesados (Barkley et ál., 1993). Asimismo, se plantea como una alternativa interesante para tratar pequeños caudales de aguas residuales urbanas (Holt et ál., 2005).

Cuando el proceso se aplica en el tratamiento de purines porcinos, es conveniente realizar previamente una separación de fases mecánica para mejorar la eficiencia del sistema. Existe alguna experiencia exitosa, con altos rendimientos de separación, aplicadas al tratamiento de purines porcinos en el estado español.

Filtración por membrana/ósmosis inversa

El objetivo de estos procesos es el de separar los sólidos de un determinado tamaño de la matriz líquida, obteniendo una corriente con un bajo contenido en sólidos (permeato) y una corriente concentrada.

En función del tamaño de poro de la membrana semipermeable se habla de microfiltración, ultrafiltración o nanofiltración. En el caso de que se suministre presión para invertir el flujo osmótico, se denomina ósmosis inversa (figura 3).

Estos sistemas se aplican habitualmente en el tratamiento terciario de aguas residuales industriales o lixiviados de vertederos, o para la desalinización de agua (ósmosis inversa).

Su viabilidad económica limita seriamente la aplicación en el tratamiento de purines de cerdo ya que es necesario un pretratamiento intensivo, se producen fenómenos de obturaciones e incrustaciones, que obligan a cambiar frecuentemente las membranas, y tienen un elevado coste energético.

Tratamientos de estabilización de la materia orgánica

Previo a la aplicación agrícola de las deyecciones ganaderas, es aconsejable estabilizar el alto contenido de materia orgánica que contienen, para obtener de esta forma un producto con mejores características como abono orgánico y evitar problemas en la fertilización como puede ser el secuestro de nitrógeno. El compostaje aplicado a estiércoles o fracciones sólidas de purín es una buena alternativa para lograr este propósito, y en determinadas circunstancias la digestión aerobia, cuando se trata de purines, es un tratamiento que se puede considerar.

Compostaje

El proceso de compostaje consiste en la descomposición biológica aerobia y la estabilización de substratos orgánicos, bajo con-

diciones que permiten el desarrollo de temperaturas termófilas (entre 50 y 70 °C), como resultado de la generación de energía calorífica de origen biológico, del cual se obtiene un producto final estable, libre de patógenos y semillas, llamado compost (Haug, 1993).

A causa de la acción de los microorganismos, se consume oxígeno y se produce dióxido de carbono, agua y calor (figura 4). El tratamiento requiere de aire que puede ser suministrado por volteo de la pila o por sistemas forzados más complejos.

Para que el sistema de compostaje tenga lugar son necesarias unas condiciones iniciales de humedad, estructura y composición:

- Una humedad entre el 40 y el 65% se considera adecuada para que se desarrolle correctamente el proceso de compostaje. El incremento de temperatura que se produce durante el compostaje evapora el agua, por lo tanto ésta se deberá restituir para mantener la humedad en el nivel adecuado para el proceso.
- La estructura del residuo a compostar es necesario que tenga una porosidad suficiente para permitir el paso del aire y evitar zonas de anaerobiosis, en la mayoría de los casos es necesario mezclar los residuos con material estructurante (restos de poda, paja, etc.).
- La composición, concretamente la relación C/N, es clave para el correcto desarrollo del compostaje. Se recomiendan valores entre 25 y 35, valores superiores limitan la velocidad del proceso y valores menores provocan la emisión de grandes cantidades de nitrógeno en forma de amoníaco.

En muchos casos es necesario mezclar los residuos con material vegetal, tanto para regular la humedad, la porosidad, como la relación C/N. En la **tabla 3** se recogen las relaciones C/N de diferentes materiales.

Cuando el proceso de compostaje se aplica a estiércol bovino, se estima que una relación fracción vegetal/estiércol 1:1 es suficiente. No obstante, si éste tiene suficiente contenido de paja (se estima un consumo mínimo de 6 kg/URP·día) se puede realizar sin necesidad de añadir material estructurante. Para la fracción sólida de purines y la gallinaza, es necesario aportar un residuo con alto contenido en carbono para equilibrar la relación C/N.

Las altas temperaturas del proceso permiten la higienización de las deyecciones, eliminando patógenos, semillas, huevos y larvas de insectos. Por esto es conveniente asegurar que se alcanzan temperaturas termófilas durante un tiempo suficientemente largo. Asimismo se eliminan malos olores, por descomposición de compuestos volátiles, y se reduce el peso y el volumen como consecuencia de la degradación de la materia orgánica a CO₂ y sobre todo debido a la evaporación del agua (Haug, 1993).

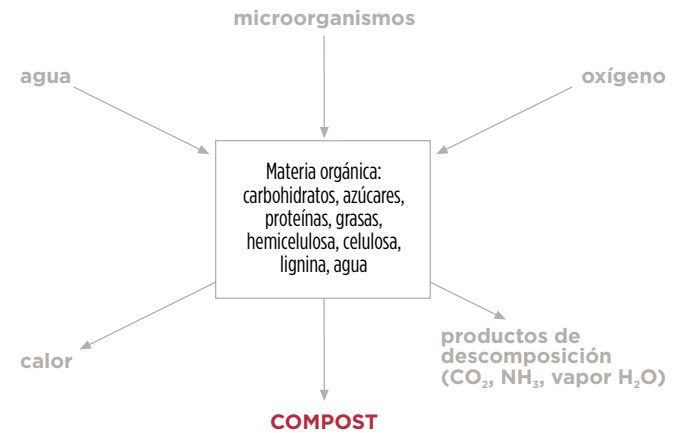
En condiciones ideales de trabajo, el contenido de nitrógeno total no varía, únicamente parte del nitrógeno amoniacal pasa a orgánico. En situaciones no ideales, las pérdidas de nitrógeno pueden llegar a ser muy elevadas, disminuyendo el valor fertilizante del compost y ocasionando problemas de contaminación ambiental. Pérdidas de nitrógeno de alrededor del 10% es un valor por debajo del cual es difícil operar.

Compostaje a nivel de explotación

Antiguamente, la acumulación del estiércol durante largos

Figura 4
esquema conceptual del proceso de compostaje

(modificado de Haug, 1993)



períodos de tiempo provocaba que éste se fuera degradando lentamente, hasta la obtención de un producto estable que se utilizaba para la fertilización de los campos. El compostaje no es otra cosa que este proceso llevado a cabo en condiciones controladas. El conocimiento profundo de los fenómenos que suceden ha permitido sistematizar y optimizar su aplicación a diferentes residuos y situaciones (Saña y Soliva, 1987; Soliva, 2001).

Actualmente el compostaje se lleva a cabo tanto en plantas centralizadas como en las propias explotaciones ganaderas. Cuando éste se desarrolla a nivel de explotación, es necesario disponer como mínimo de una superficie impermeabilizada suficientemente grande, algún sistema para aportar aire y un sistema de recogida de lixiviados, que permita acumularlos y utilizarlos para humedecer las pilas.

La opción más sencilla para aportar el aire es mediante volteos de la pila con una pala o una volteadora. No obstante, en muchos casos se está optando por la ventilación forzada, ya que la inversión no es muy elevada y se consigue reducir el tiempo necesario para controlar el proceso (tiempo de volteo) y así no interferir con las tareas habituales de los ganaderos. Otro sistema que se está extendiendo rápidamente es el compostaje en contenedores

Tabla 3 Valores orientativos de la relación C/N para diferentes materiales (Campos et ál., 2004)

Material	Relación C/N
Fracción sólida de purines	9
Estiércol de bovino	18
Gallinaza	13
Residuos de jardín	23
Paja	128
Aserrín	511
Corteza de pino	723

Tabla 4 Limitaciones en la implantación de la digestión anaerobia de purines de cerdo y estrategias para superarlas (Bonmatí, 2001)

LIMITACIONES EN BASE AL SUSTRATO	ESTRATEGIAS
El bajo contenido en materia orgánica: comporta una baja producción de biogás, 16-20 m ³ /t purín.	<ul style="list-style-type: none"> • Sistemas que retengan las bacterias en concentraciones superiores en el reactor (figura 5), • Operación en régimen termofílico, mejora las tasas de conversión del sustrato y posibilita tiempos de retención menores, • Uso de co-sustratos con un alta relación C/N es tal vez la opción que da mejores resultados.
Presencia de materia orgánica particulada: esto significa una pérdida de potencial energético, ya que una gran parte de esta no llega a degradarse y transformarse en biogás.	<ul style="list-style-type: none"> • Incluir un tratamiento previo a la digestión anaerobia con el objetivo de hidrolizar la materia orgánica difícilmente biodegradable o recalcitrante, mejoran las producciones de biogás.
Presencia de sustancias inhibitoras, como pueden ser el Cu, el Zn, antibióticos y desinfectantes o nitrógeno amoniacal.	<ul style="list-style-type: none"> • En relación al Cu y el Zn la única opción es reducir su contenido en la formulación de los piensos, • La presencia de antibióticos y desinfectantes se puede superar con una gestión correcta de las aguas de limpieza, • La inclusión de cosustratos además de aumentar la producción de biogás, controla las inhibiciones producidas por altas concentraciones de nitrógeno amoniacal.
Estado de descomposición (edad de los purines).	<ul style="list-style-type: none"> • Sistemas automatizados de limpieza y recogida frecuente de las explotaciones evitan la pérdida de materia orgánica transformable en biogás.
LIMITACIONES EXTERNAS AL PROCESO	ESTRATEGIAS
Contenido en nitrógeno	<ul style="list-style-type: none"> • El contenido de nitrógeno a lo largo del proceso no se modifica; es necesario algún proceso complementario para recuperarlo o eliminarlo en aquellas situaciones donde hay un excedente de nitrógeno.
Contenido en agua	<ul style="list-style-type: none"> • En situaciones con un excedente estructural de nutrientes, es necesario aplicar algún proceso complementario con el objetivo de producir un producto seco, facilitando así su redistribución geográfica. El biogás generado puede aportar parte de la energía térmica necesaria para el secado.
Uso de la energía térmica	<ul style="list-style-type: none"> • El uso de la energía térmica excedente es difícil en países cálidos, la búsqueda de procesos complementarios que tengan necesidades térmicas, puede ser una buena alternativa para optimizar el rendimiento energético del sistema.

con cobertura de telas semipermeables, ya que permiten controlar mejor el proceso y reducir el tiempo de proceso (Sánchez, 2006).

Digestión aerobia

Es el proceso equivalente al compostaje pero aplicado a un residuo líquido. Cuando el residuo tiene suficiente materia orgánica para que su degradación genere un incremento de temperatura hasta el rango termófilo y se mantenga esta temperatura, el proceso recibe el nombre de ATAD, acrónimo inglés que significa *Autoheated Thermophilic Aerobic Digestion*.

De la misma manera que en el compostaje, la materia orgánica se degrada biológicamente en presencia de oxígeno, mediante reacciones exotérmicas, de tal manera que si el proceso se desarrolla en reactores convenientemente aislados la temperatura se incrementará hasta valores superiores a los 50 °C.

Los objetivos principales de este sistema de tratamiento son (FEC Services, 2003):

- Reducir (estabilizar) la materia orgánica.
- Controlar los malos olores.
- Reducir los microorganismos patógenos.

- Homogenizar, disminuir los sólidos totales y la viscosidad.
- Favorecer la decantación mediante la formación de agregados bacterianos.
- Transformar parte del nitrógeno amoniacal en nitrógeno orgánico.

El proceso ATAD aplicado en el tratamiento de purines es interesante porque permite higienizarlos y controlar los malos olores. Si además, a continuación se dispone de un separador de fases, se obtiene una fracción sólida con un alto contenido en nitrógeno. Los principales inconvenientes son los altos consumos eléctricos (suministro de aire) y la formación de espumas (Juteau et ál., 2003).

Ozonización

El ozono (O₃) es un oxidante muy fuerte que normalmente se usa en la desinfección de aguas potables, ya que a pesar de su efectividad no deja sabor ni residuos en el agua, y en el tratamiento de aguas residuales industriales para oxidar parcialmente compuestos orgánicos difíciles de degradar y así favorecer un tratamiento biológico posterior.

La aplicación en el tratamiento de deyecciones ganaderas tiene su interés como soporte para tratamientos posteriores. Existe

Tabla 5 Potenciales de producción de biogás de algunos residuos

Residuo	Producción de biogás (m³/t)
Intestinos + contenido intestinal	50-70
Lodos flotación	90-130
Tierras de filtración de aceites	350-450
Aceites de pescado	350-600
Suero	40-55
Hidrolizados de carne	70-100
Bebidas alcohólicas	240
Aceite de soja / margarina	800-1.000
Lodos residuales	17-22
Fracción orgánica de residuos municipales	150-240

alguna experiencia en plantas centralizadas de tratamiento de purines. La principal limitación es la generación de espumas (la oxidación violenta genera grandes cantidades de CO₂ y otros compuestos volátiles) y su alto coste económico en relación a su efectividad, en muchos casos poco contrastada.

Tratamientos con producción de energía

Alternativamente a la estabilización de la materia orgánica en medio aerobio, se puede aplicar una estabilización de la materia orgánica en medio anaerobio con la ventaja de recuperar asimismo parte de la energía contenida en ella. El proceso más conocido e implantado es la digestión anaerobia para la producción de metano, no obstante hay otros procesos emergentes que pueden llegar a ser en un futuro una alternativa: producción de hidrógeno, generación de bioelectricidad o generación de combustible líquido mediante un proceso termoquímico.

Digestión anaerobia

La descomposición microbiológica anaerobia (en ausencia total de oxígeno) de la materia orgánica produce un gas combustible. Este gas contiene una elevada proporción de metano (CH₄ en concentraciones superiores al 60%), con un poder calorífico inferior del orden de 5.500 kcal/m³ y se designa usualmente biogás.

Con un control sobre el proceso se puede optimizar la descomposición de la materia orgánica y la producción de biogás.

De entre todos los procesos que son susceptibles de ser aplicados sobre las deyecciones ganaderas, en especial las de consistencia semilíquida, la digestión anaerobia tiene grandes ventajas, no tan sólo como proceso individual sino como un proceso a incluir en una estrategia global de tratamiento. Las principales ventajas se pueden resumir en (Flotats et ál., 2001b):

- Homogeneiza la composición y las partículas en suspensión.
- Elimina los malos olores y los compuestos orgánicos volátiles.
- Reduce el contenido en materia orgánica y mantiene las concentraciones de nutrientes.
- Balance energético positivo, es un proceso productor neto de energía renovable.
- Contribuye a la disminución en la generación de gases de efecto invernadero, si el metano producido substituye una fuente no renovable de energía.

No obstante, a pesar de que sea un proceso ampliamente implantado en países como Dinamarca y Alemania, las propias características de los purines, así como condiciones externas, pueden limitar su implantación. En la **tabla 4** se recogen las principales limitaciones derivadas de las propias características de las deyecciones (substrato) y las relacionadas con el entorno, así como las principales estrategias para superarlas.

El incremento sustancial de la prima sobre la generación de energía eléctrica a partir de biogás y el establecimiento de primas diferenciadas para pequeños productores, que establece el Real Decreto 661/07, de 25 de mayo, por el que se regula la actividad de producción de energía eléctrica en régimen especial, ha creado un nuevo marco económico donde la rentabilidad de este tipo de instalaciones se ve muy favorecida. Este hecho puede ser de suma importancia para superar los limitantes indicados y hace prever la proliferación de este tipo de instalaciones.

Codigestión

La codigestión, entendida como la digestión conjunta de dos o más substratos diferentes, es la estrategia más utilizada para optimizar la digestión anaerobia y superar algunas de las limitaciones en la implantación de este proceso. La ventaja principal radica en el aprovechamiento de la sinergia de las mezclas, compensando las carencias de cada uno de los substratos por separado.

En la **tabla 5** se recogen los potenciales de producción de algunos residuos y en la **tabla 6** se indican las características relativas para la codigestión de algunos de ellos. Flechas de sentidos dife-

Tabla 6 Características relativas para la codigestión de diferentes residuos orgánicos (Flotats et ál. 2001a)

	Micro y macronutrientes	Relación C/N	Capacidad tampón (alcalinidad)	Materia orgánica biodegradable
Residuos ganaderos	↑	↓	↑	↓
Lodos EDAR	↑	↑ ↓		↑ ↓
Fracción orgánica de residuos municipales	↓	↑	↓	↑
Residuos agroindustriales	↓	↑	↓	↑

rentes indican un posible interés en la mezcla al compensarse la carencia relativa de uno de los residuos.

Tal como se ha mencionado, la codigestión se ha mostrado como la estrategia más eficaz para incrementar la producción de biogás al digerir purines porcinos. Numerosos estudios así lo confirman: Ahring et ál. (1992) y posteriormente Campos et ál. (2000) concluyeron que la adición de tierras filtrantes y adsorbentes de aceite de oliva en la digestión de purines mejoraba la producción de metano, debido al mayor potencial energético de los lípidos contenidos en las tierras filtrantes. Campos et ál. (1999) experimentaron también con mezclas de purines y residuos de la industria de zumos de frutas, con resultados similares, y Flotats et ál. (1999) con mezclas de purines y lodos de EDAR, entre otros.

En situaciones donde hay un excedente estructural de nitrógeno, la codigestión no puede ser la única estrategia. Para favorecer su implantación, es necesario combinar la digestión anaerobia con algún proceso que recupere el nitrógeno como el stripping-absorción (Bonmatí y Flotats, 2003a) o con algún proceso de concentración como la evaporación/concentración (Bonmatí y Flotats, 2003b).

Reactores anaerobios

El tratamiento de las deyecciones ganaderas normalmente se realiza en reactores continuos de mezcla completa (figura 5a). En algún caso, cuando el contenido en sólidos totales sea muy elevado (estiércol), se puede plantear el uso de reactores discontinuos.

Para el tratamiento de residuos con bajo contenido en sólidos, o la fracción líquida de las deyecciones, es necesario el uso de reactores que retengan la biomasa como pueden ser los filtros anaerobios o los UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) (figuras 5b y 5c).

La digestión anaerobia no es el único sistema para valorizar energéticamente las deyecciones ganaderas; existen otros procesos que actualmente están en fase de desarrollo, todavía a escala de laboratorio, con un futuro esperanzador. A continuación se describen brevemente estos procesos.

Conversión termoquímica (TCC)

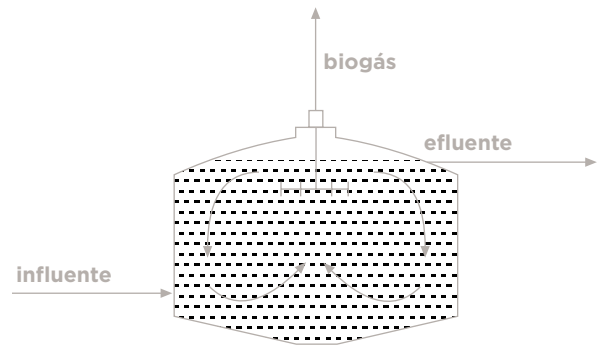
Este proceso (TermoChemical Conversion, TCC) pretende obtener un combustible líquido a partir de la materia orgánica que contienen las deyecciones ganaderas, mediante la aplicación de altas temperaturas y presión en ausencia de oxígeno. Los compuestos orgánicos de cadena larga, en estas condiciones, se rompen formando moléculas de cadena corta (combustible líquido), asimismo se obtiene una mezcla de gases (CH_4 , CO_2 ...), agua tratada y un residuo sólido.

He et ál. (2000a, 2000b, 2001) estudiaron el proceso para purines de cerdo con una concentración de sólidos del 25%. Los mejores resultados se obtuvieron cuando se operó a una temperatura entre 295-305 °C, una presión entre 7-18 KPa, y un tiempo de 15-30 minutos, utilizando monóxido de carbono (CO) como gas de proceso para desplazar el oxígeno.

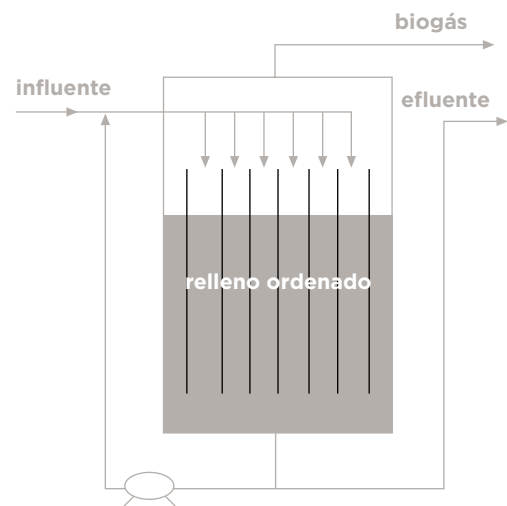
Los resultados mostraron que aunque apenas se obtiene un 9% de combustible líquido, frente a un 83% de agua, el contenido en materia orgánica de cada una de las dos fracciones es del 13% para el agua tratada y del 63% en el combustible líquido (figura 6). Esto muestra que el proceso es capaz de transformar un 63% de la materia orgánica, expresado en sólidos volátiles, en com-

Figura 5 tipos de digestores anaerobios

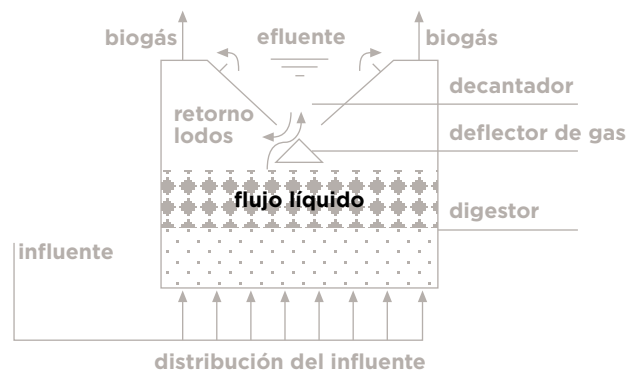
a) mezcla completa



b) filtro descendente



c) UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket)



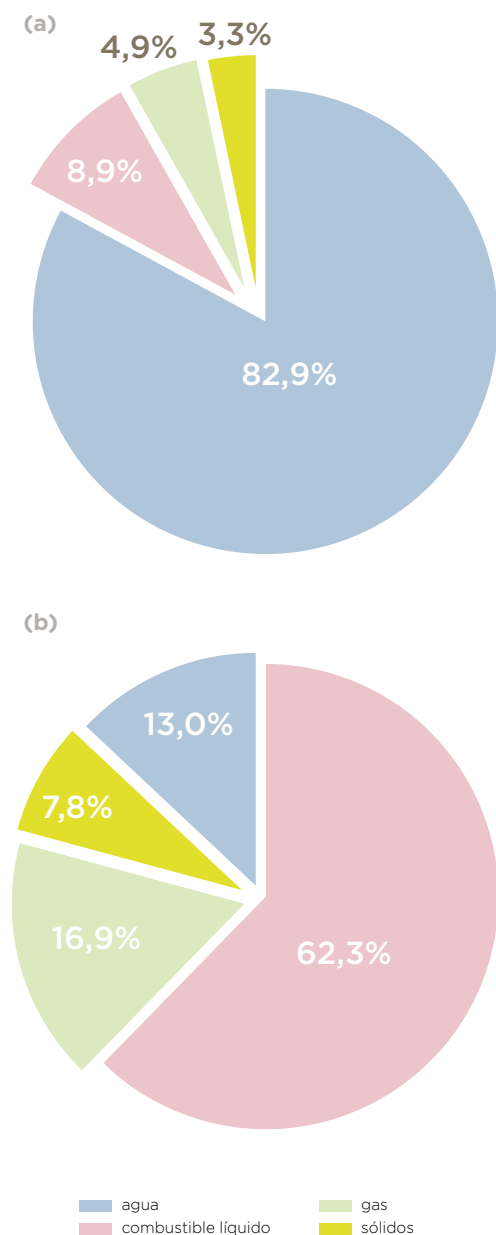
bustible líquido. No obstante, la aplicación a escala industrial del proceso todavía está muy lejos.

Producción de hidrógeno

En estos últimos años ha crecido el interés por el hidrógeno (H_2) como fuente de energía debido a su alta eficiencia de conversión

Figura 6
balance de masa (a) y balance de materia orgánica (b), en un proceso de conversión térmica

(He et ál., 2000a)



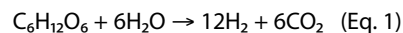
(células de hidrógeno) y por tratarse de una energía limpia. A pesar de que el hidrógeno es el elemento más abundante en el universo, es necesaria otra fuente de energía para obtenerlo (Logan, 2004). Mediante la acidogénesis de la materia orgánica en condiciones anaerobias, ésta se puede transformar en una mezcla de gases con una concentración mayoritaria de H_2 y CO_2 .

Este proceso no es otro que una digestión anaerobia en la que se han inhibido los microorganismos metanogénicos que utilizan el H_2 para producir metano. La inhibición de estos microorganismos se puede realizar mediante un tratamiento térmico (100 °C/2 horas) para seleccionar las bacterias formadoras de esporas, junto con un control sobre el proceso: tasas de dilución elevadas, pH bajo, bajas presiones de H_2 , bajos tiempos de retención, etc.

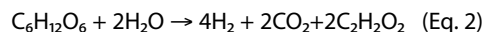
A pesar que la estequiometría de la reacción química de degra-

dación de la glucosa indica que se pueden formar 12 moles de H_2 por mol de glucosa (Eq. 1), las rutas metabólicas conocidas muestran que únicamente se pueden formar 4 moles de H_2 por mol de glucosa, ya que paralelamente se forman 2 moles de ácido acético (Eq. 2):

Químicamente:



Metabolismo microbiano:



Esta transformación tan baja en hidrógeno, típicamente hasta un máximo del 15% (teóricamente se podría alcanzar el 28%), junto con las bajas tasas de eliminación de la materia orgánica, son el principal limitante de su implantación; así pues, es necesario optimizar el proceso para su escalado. Una oportunidad para su implantación es la combinación del proceso de producción de hidrógeno con una segunda etapa de producción de metano o con un proceso de producción de bioelectricidad (Oh y Logan, 2005).

Generación de bioelectricidad (MFC)

Otro proceso prometedor, pero que todavía requiere ser optimizado para su aplicación a escala industrial, es la generación de bioelectricidad en las llamadas células microbiológicas, Microbial Fuel Cells –MFC– (figura 7).

El proceso se basa en la generación directa de electricidad a partir de la oxidación de la materia orgánica en condiciones anaerobias cuando el aceptor final de electrones es un electrodo. Los electrones transferidos al ánodo, mediante intermediarios o directamente, se transfieren al cátodo donde junto con el protón liberado en la degradación de la materia orgánica y oxígeno forman agua (figura 8).

LOS ALTOS COSTES DE LA IMPLANTACIÓN Y EXPLOTACIÓN DE LOS SISTEMAS DE TRATAMIENTO SON EL ESCOLLO MÁS IMPORTANTE A SUPERAR.

Los primeros experimentos se realizaron con sedimentos marinos (Reimers et ál., 2001; Holmes et ál., 2004), y a partir de aquí el proceso se ha aplicado en una gran variedad de residuos: aguas residuales urbanas e industriales (Angenent et ál., 2004; Dentel et ál., 2004), sustratos sintéticos (Liu et ál., 2004; Logan et ál., 2005), etc.

Experimentos realizados con purines de cerdo concluyeron que era posible generar bioelectricidad utilizando purines (260 mW/m²electrodo) y a la vez eliminar hasta un 90% de la materia orgánica expresada como DQO. Asimismo, se reportó una transformación del nitrógeno amoniacal a nitratos y una eliminación parcial del nitrógeno. Determinar qué proceso es el que elimina nitrógeno (desnitrificación heterótrofa, anammox, etc.), y optimizarlo, puede ser clave para el futuro de esta tecnología (Min et ál., 2005).

El limitante principal de este proceso es el bajo rendimiento energético, así pues la optimización de la producción eléctrica es imprescindible para su escalado, no obstante si se confirma la posibilidad de desnitrificación simultánea las oportunidades pueden aumentar en gran medida.

Figura 7
esquema de una célula generadora de bioelectricidad

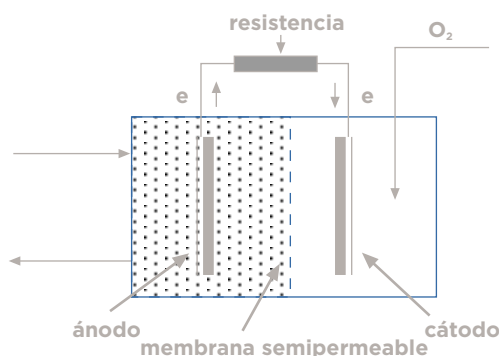
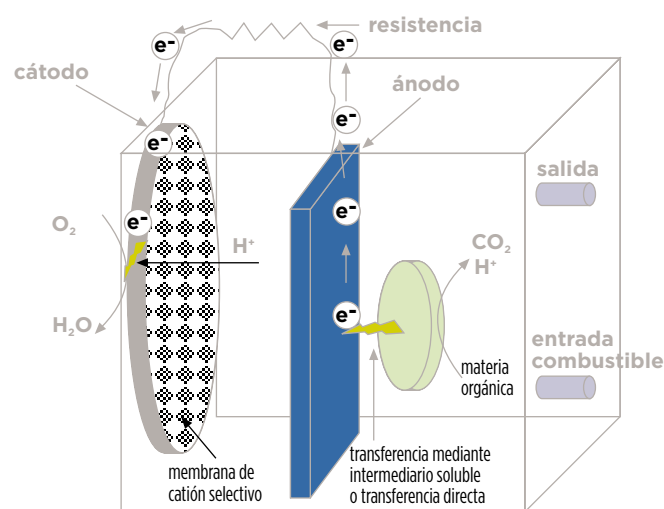


Figura 8
esquema del funcionamiento de una célula generadora de bioelectricidad

(Lovley, 2006)



Tratamientos que actúan sobre el contenido de nutrientes (N y/o P)

Tal como se ha indicado anteriormente, conceptualmente, en un contexto de tendencia a cerrar ciclos, los procesos de recuperación de nutrientes deben priorizarse respecto a los de eliminación. A pesar de ello, condicionantes económicos, de localización, o bien dificultades para valorizar los productos recuperados pueden influir en la decisión del tipo de tratamiento a aplicar, haciendo aconsejable eliminar en lugar de recuperar.

Nitrificación-desnitrificación (NDN)

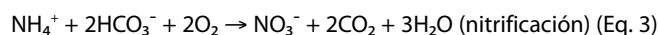
Los tratamientos de eliminación de nitrógeno mediante nitrificación-desnitrificación deben plantearse siempre para la fracción líquida de las deyecciones, hecho que conlleva la necesidad de una separación previa de las fases sólida (FS) y líquida (FL) del residuo. En este contexto, Béline et ál. (2004) cuantifican en aproximadamente un 40% del total los requerimientos energéticos adicionales necesarios para tratar directamente purines sin considerar una etapa previa de separación. En cuanto al principal objetivo del tratamiento, éste radica en transformar el nitrógeno

amoniaco en molecular, gas inocuo que será transferido a la atmósfera.

Nitrificación autótrofa

La nitrificación es el proceso microbiológico aerobio (requiere oxígeno) de dos etapas, por el cual el amonio es oxidado a nitrito y, posteriormente, el nitrito es oxidado a nitrato. Este proceso lo realizan microorganismos autótrofos. En la primera etapa, el amonio es oxidado a nitrito (nitritación) por un grupo de bacterias conocidas como “oxidantes del amonio, AOB”. Seguidamente, el nitrito es oxidado a nitrato (nitratación) por otro grupo de bacterias, las “oxidantes del nitrito, NOB” (Henze et ál., 1995).

Las bacterias nitrificantes obtienen la energía mediante reacciones de oxidación (nitrógeno) y reducción (carbono inorgánico, $\text{CO}_2/\text{HCO}_3^-/\text{CO}_3^{2-}$). Dada la poca energía producida, estas bacterias se caracterizan por tener una baja velocidad de crecimiento y una baja producción de biomasa. La reacción Eq. 3 describe el proceso global de la nitrificación, sin considerar la síntesis celular. Según esta reacción, por cada gramo de N-NH_4^+ oxidado se consumen 4,57 gramos de oxígeno y 7,14 gramos de alcalinidad (CaCO_3). Este consumo puede comportar disminuciones importantes en el pH del medio (óptimo en torno a 8.0), hecho que limitaría la actividad biológica.

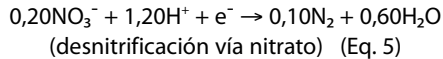
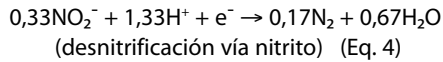


Una de las características de las deyecciones ganaderas es la variabilidad de su composición en función del tiempo. En caso de no considerar este factor en el diseño de la instalación, serán posibles episodios de sobrecarga que conlleven su desestabilización. Algunas de las posibles consecuencias de una carga excesivamente elevada son: aumento de la temperatura por encima de la óptima de nitrificación debido al calor de reacción desprendido (especialmente importante en épocas cálidas), falta de oxígeno para la oxidación del nitrógeno, disminución de la velocidad específica de reacción, acumulación de nitrógeno amoniacal en el interior del reactor, emisiones de NH_3 a la atmósfera, desnitrificación no controlada en el propio reactor aerobio, generación de espumas, etc. (Choi y Eum, 2002).

Desnitrificación heterótrofa

La desnitrificación es el proceso microbiológico por el cual los nitratos son reducidos a nitrógeno molecular. En realidad se trata de un proceso secuencial en el que los nitratos son transformados progresivamente a nitritos, óxido nítrico, óxido nitroso y finalmente nitrógeno molecular, que es liberado a la atmósfera. Precisamente, uno de los principales problemas de la desnitrificación es que el N se transfiera en forma de óxidos, pues estos gases contribuyen a la contaminación atmosférica. El riesgo de que esto suceda se acentúa en determinadas situaciones: fluctuaciones continuas en la operación, ausencia de materia orgánica u otros nutrientes, pH bajo, etc. (Henze et ál., 1995).

Los microorganismos heterótrofos responsables de este proceso son principalmente aerobios facultativos, capaces de adaptarse a las condiciones del medio en que se encuentren. En condiciones anóxicas, es decir, en ausencia de oxígeno y presencia de nitritos o nitratos, utilizan estos compuestos como aceptor final de electrones en lugar del oxígeno (Eq. 4 y 5). Así pues, el oxígeno es el regulador más importante de la actividad desnitrificante. El rendimiento energético de la respiración aerobia es ligeramente superior al de la desnitrificación y esto hace que la entrada de O_2 en un sistema anóxico inhiba dicho proceso.



Los microorganismos heterótrofos necesitan una fuente de carbono orgánico a oxidar. Una relación DBO/N-NH₄⁺ adecuada en la FL a tratar (valor mínimo en torno a 5) y una materia orgánica fácilmente biodegradable son esenciales para una buena cinética de desnitrificación. En este sentido, una digestión anaerobia previa de las deyecciones puede ser contraria a este requerimiento (Magrí et ál., 2006b). También, el tratamiento de las deyecciones recién generadas, no envejecidas en balsas o fosas de almacenamiento, favorece la biodegradabilidad de la materia orgánica (Boursier et ál., 2005).

Procesos combinados (NDN)

Los procesos unitarios anteriormente descritos pueden combinarse para eliminar el nitrógeno contenido en la FL de las deyecciones. Varias configuraciones de proceso son posibles con el propósito de alternar condiciones aerobias y anóxicas que habiliten la eliminación de nitrógeno mediante NDN. Según el tipo de flujo hidráulico, a grandes rasgos, es posible hablar de sistemas continuos o bien de sistemas discontinuos (figura 9). La diferencia básica entre un sistema de flujo continuo y uno de discontinuo es que el funcionamiento del primero está orientado en el espacio, mientras que el del segundo lo está en el tiempo (Irvine y Ketchum, 1989).

Los sistemas continuos cuentan, como mínimo, con dos reactores distintos, uno aerobio y otro anóxico, y un decantador final para habilitar la separación de los fangos biológicos del líquido tratado. Un ejemplo de este sistema es la instalación ubicada en la SAT La Caseta d'en Grau, en Calldetenes (Osona, Barcelona), que trata la FL de los purines generados en la propia explotación (Gurri, 2004). Existen otras instalaciones que aprovechan las fosas de purines existentes para implantar el proceso, resultando implantaciones más baratas pero con un control de la operación más complicado.

El sistema discontinuo secuencial, SBR (Sequencing Batch Reactor), es una tecnología que se ha extendido bastante. Se trata de un sistema constituido por un único reactor cuya operación está basada en una secuencia de tratamiento (ciclo), que se repite a lo largo del tiempo. Las etapas de que consta un ciclo son: llenado, reacción, decantación, vaciado y espera. La implementación de esta tecnología en el tratamiento de FL de purines se encuentra bien documentada. En este sentido, Tilche et ál. (2001) describen una instalación en Magreta (Módena, Italia), donde diariamente son tratados 150 m³ de purines. En nuestro país, Llagostera et ál. (2005) describen un SBR piloto para el tratamiento de FL de purines en la explotación porcina de Mas Frigola, en Sant Climent de Peralta (Baix Empordà, Girona). También, Lekuona (2004) describe un SBR para el tratamiento de FL de purines, previo tratamiento de electrocoagulación, en la explotación porcina de Egiluze (Errenteria, Gipuzkoa).

Los costes asociados a la explotación de una instalación dependerán de factores como el consumo eléctrico, el consumo de reactivos o la dedicación del personal. El consumo eléctrico acostumbra a ser el factor con mayor repercusión en los costes de explotación, siendo éste, a su vez, principalmente dependiente de los requerimientos de oxígeno del proceso.

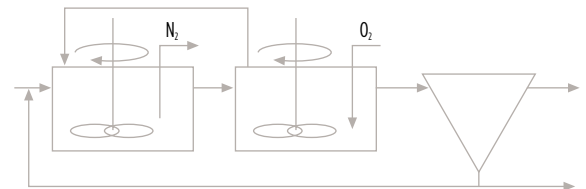
Figura 9

posibles configuraciones para un proceso de NDN

a) sistema discontinuo



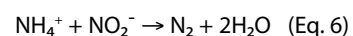
b) sistema continuo



Difícilmente, el efluente de un tratamiento de NDN cumple con los límites legales para realizar un vertido a cauce público (Magrí y Flotats, 2000). Aunque esto es posible mediante un tratamiento terciario de afinado, su coste puede ser prohibitivo. Más interesante parece ser utilizar esta agua para el riego, previa valoración de su aptitud. Así pues, es conveniente buscar un compromiso entre la calidad del agua recuperada y el uso posterior que se haga de ella. La gestión de los fangos generados durante el tratamiento es otro factor a tener en cuenta.

Anammox

Anammox es el acrónimo de *anaerobic ammonium oxidation* (Mulder et ál., 1995), proceso autótrofo descubierto recientemente en el que el amonio y el nitrito son transformados a nitrógeno molecular en ausencia de oxígeno. Este proceso biológico puede expresarse de forma simplificada mediante Eq. 6.

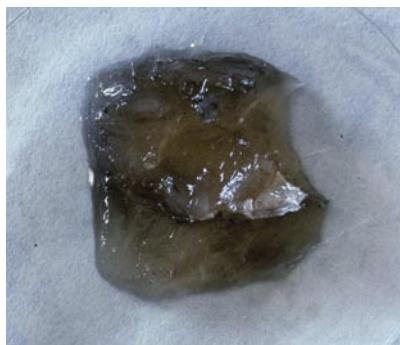


Dado que se trata de un proceso autótrofo, el proceso anammox permite desnitrificar sin necesidad de materia orgánica.

Figura 10
sales de amonio obtenidas en el proceso
de stripping-absorción de purines de cerdo

(Bonmati, 2001)

a) purín fresco



b) purín digerido anaeróbicamente



Otras características relacionadas con la biomasa son la baja velocidad de crecimiento (tiempo de duplicación de unos 11 días) y la baja producción de fangos ($0,066 \text{ g de células g}^{-1} \text{ de N-NH}_4^+$).

El proceso combinado nitrificación parcial (NP)-anammox, actualmente en fase de desarrollo, está generando grandes expectativas. Entre sus principales puntos de interés cabe mencionar la reducción en más de un 60% del consumo de oxígeno asociado a la nitrificación, la posibilidad de valorizar energéticamente el residuo previo tratamiento de eliminación, la minimización de la producción de fangos o la posibilidad de trabajar con cargas nitrogenadas superiores a las de un tratamiento convencional (Strous et ál., 1997). A escala laboratorio, Ahn et ál. (2004) ya han aplicado el proceso anammox para la eliminación de amonio de purines de cerdo y Hwang et ál. (2005) han trabajado con un sistema combinado NP-anammox para el tratamiento de FL de purines predigeridos.

Stripping-absorción

Mediante este proceso se pretende forzar la volatilización del amoníaco haciendo circular aire a contracorriente, acompañado de un aumento de pH y/o temperatura. El amoníaco y otros compuestos volátiles que contiene la corriente de aire, se absorben mediante una corriente líquida acidificada, obteniendo un líquido con una alta concentración de amoníaco.

Una instalación de eliminación-recuperación de amoníaco se compone de dos unidades:

- Columna de desorción: donde se extrae el amoníaco mediante un gas de arrastre (normalmente aire).
- Columna de absorción: en ella se regenera el aire cargado de amoníaco mediante una corriente líquida acidificada, obteniéndose aguas amoniacaes.

La cantidad de amoníaco que se puede eliminar del purín y a su vez recuperar en la corriente líquida, depende básicamente de:

- Equilibrio de disociación en el líquido: $\text{NH}_4^+ \leftrightarrow \text{NH}_3 + \text{H}^+$
- Transferencia líquido/gas: $\text{NH}_3 (\text{l}) \leftrightarrow \text{NH}_3 (\text{g})$

La principal limitación del proceso aplicado a purines de cerdo es el desplazamiento del equilibrio amonio-amoníaco. Esto se puede conseguir aumentando el pH hasta 12 y/o la temperatura. En el caso de los residuos orgánicos, su alto poder tampón implica un alto consumo en reactivos para favorecer la disociación. Asimismo, la obtención de unas aguas amoniacaes con calidad suficiente para su comercialización (contenido mínimo de materia orgánica) puede determinar su implantación.

El proceso de digestión anaerobia previo al stripping-absorción puede ser una opción para superar estas limitaciones. Experimentos realizados en el laboratorio por Bonmati y Flotats (2003a) mostraron que la modificación de pH podía llegar a ser innecesaria, si se utilizaba el calor residual del proceso de valorización del biogás. Asimismo las sales de amonio tenían una calidad muy superior a las obtenidas sin un proceso anaerobio previo (figura 10).

Eliminación de fósforo

Actualmente el nutriente que despierta más interés en referencia a los problemas de contaminación ambiental es el nitrógeno. No obstante la acumulación de fósforo en suelos agrícolas y los posibles problemas de contaminación de aguas superficiales (eutrofización) ha llevado a que algunos países europeos regulen su aplicación.

Para eliminar (acumular en la fracción sólida) el fósforo, se pueden seguir diversas estrategias. El alto coste de implantación y explotación hace que sólo se justifique en circunstancias muy determinadas, donde la depuración completa de la fracción líquida sea la única alternativa posible (Flotats et ál., 1998).

Eliminación biológica

La eliminación biológica de fósforo se debe a la actividad de un amplio grupo de microorganismos fijadores de fósforo (OAF), que lo acumulan en forma de polifosfatos cuando se encuentran en condiciones aerobias y lo liberan en condiciones anaerobias, mientras consumen moléculas orgánicas previamente acumuladas.

Los OAF necesitan condiciones aerobias-anaerobias alternas para crear su reserva energética y así poder acumular fósforo en forma de polifosfatos. En una separación de fases posterior el fósforo acumulado se concentra en la fracción sólida.

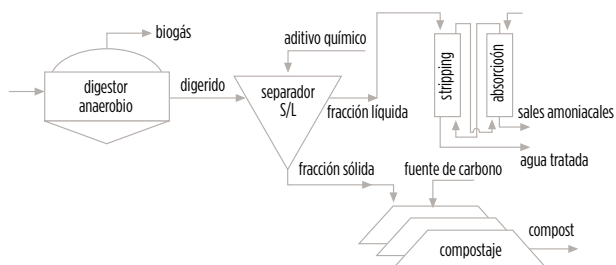
Precipitación Química (formación de estruvita)

Consiste en la coprecipitación del nitrógeno amoniacal y fósforo ortofosfórico contenido en las deyecciones mediante la adición

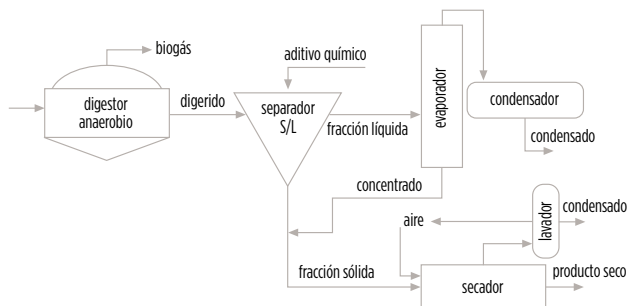
Figura 11
diagramas de flujo de posibles estrategias
de tratamiento en situaciones de excedente
de nitrógeno

(Campos et ál., 2004)

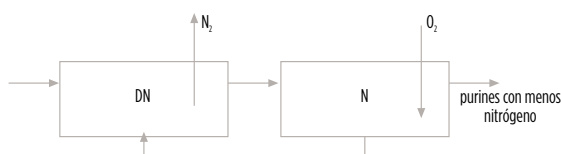
(a)



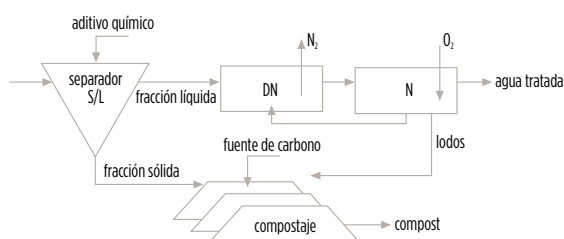
(b)



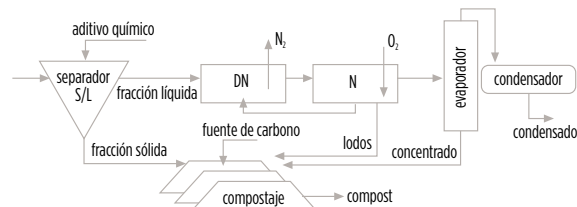
(c)



(d)



(e)



de óxido de magnesio, formando una sal llamada estruvita (fosfato amónico magnésico hexahidratado).

Tratamientos que actúan sobre el contenido en H₂O

La reducción de la masa y el volumen de las deyecciones mediante la eliminación del agua es una opción para posibilitar el transporte de las deyecciones ganaderas a largas distancias y así redistribuir el excedente de nutrientes existente en determinadas zonas geográficas.

Evaporación/secado

Proceso por el cual se separa el agua de las deyecciones mediante evaporación. Normalmente se realiza en dos etapas:

- **Evaporación:** el líquido a tratar tiene una baja concentración en sólidos y se obtiene un concentrado con un contenido en sólidos totales de alrededor del 25-30%.
- **Secado:** la materia prima es un sólido húmedo (concentrado del proceso de evaporación o deshidratado por medios mecánicos) y se obtiene un producto prácticamente libre de agua.

Con el fin de que los vapores no causen problemas de contaminación en la atmósfera, la evaporación se realiza normalmente en depresión, a temperaturas moderadas (60-70 °C) y con un condensado posterior de los vapores (recuperación de agua evaporada). Es recomendable el tratamiento de los vapores de secado en un biofiltro, ya que estos también pueden estar cargados de amoníaco y otros compuestos volátiles.

Para evitar la emisión de nitrógeno amoniacal durante el proceso de evaporación, es necesario modificar el pH (pH ácido) o una etapa previa de eliminación (NDN). Asimismo, si queremos evitar la emisión de otros compuestos orgánicos volátiles y obtener un agua condensada limpia y, por tanto, reutilizable, es necesario eliminar la materia orgánica más volátil mediante un sistema de digestión anaerobia (Bonmatí y Flotats, 2003b). De esta manera, se puede producir parte de la energía necesaria para la operación del proceso a partir del propio tratamiento.

Estos procesos solo son viables si se cuenta con una fuente de energía barata, lo cual es posible mediante el proceso de cogeneración, a partir de un combustible asequible, venta de energía eléctrica a la red y utilización de la fracción térmica de la energía obtenida. Existen diversas experiencias a escala real (Rodríguez, 2001 y 2003; Flotats et ál., 2004), no obstante todas ellas dependen de la prima eléctrica sobre el kW generado, y por tanto su viabilidad económica no está del todo asegurada.

Biosecado

Últimamente está tomando mucha fuerza una tecnología llamada biosecado (*byodrying*) como una alternativa para el tratamiento de los residuos líquidos. Este proceso es un “compostaje” dirigido, no necesariamente a la producción de compost, sino a aprovechar el calor que se desprende para evaporar parcialmente el agua de un residuo líquido que se incorpora a la masa en compostaje.

El limitante más importante es la emisión de nutrientes (nitrógeno amoniacal) y compuestos orgánicos volátiles a la atmósfera. Esto se puede controlar con la aplicación previa de un proceso de eliminación o recuperación de nutrientes (NDN, stripping-absorción, etc.) y de degradación de la materia orgánica (digestión aerobia o anaerobia). No obstante, el hecho de

que el proceso tenga un mayor rendimiento cuando se realiza al aire libre implica un alto riesgo ambiental si no se opera correctamente.

Tratamientos combinados

Una vez conocidos los diferentes procesos de tratamiento, estos se pueden combinar para crear una estrategia que dé solución a la problemática concreta. La decisión sobre qué tratamiento es el idóneo no es simple, ya que, entre otras cosas, puede haber soluciones tecnológicas muy diferentes que cubran los objetivos con la misma efectividad. En este sentido se han desarrollado metodologías para facilitar el proceso de decisión sobre el sistema de tratamiento más adecuado en una situación concreta (Campos et ál., 2004; Farrés et ál., 2004).

Las opciones de tratamiento se pueden agrupar de acuerdo con el objetivo final que se quiere conseguir; éste depende básicamente de la problemática que se quiera resolver, de las características de la explotación y del grado de excedencia de nutrientes, y de la seguridad o confianza que puede dar el suministrador de la tecnología.

Si se hace referencia únicamente al balance de nitrógeno de la explotación, nos podemos encontrar en dos situaciones diferentes: equilibrio o excedente. En situación de equilibrio, una correcta gestión agraria de las deyecciones puede ser suficiente; no obstante, en función de las circunstancias puede ser interesante implantar algún tipo de tratamiento para mejorar la gestión

de las deyecciones: separador de fases, compostaje, digestión anaerobia, etc. En situaciones de excedente de nitrógeno, las soluciones a adoptar son más complejas. En la **figura 9**, sin ser exhaustivos, se muestran diversas estrategias de tratamiento aplicables en situaciones de excedente de nitrógeno.

Los tratamientos (a) y (b) de la **figura 11** basan el tratamiento en una estabilización de la materia orgánica mediante la digestión anaerobia y producción de biogás, combinada con un proceso de stripping-absorción para recuperar nitrógeno, o con un proceso de evaporación-secado, para exportar un producto seco con alto contenido nutricional. Los tratamientos (c), (d) y (e) basan su estrategia de tratamiento en un proceso de eliminación de nitrógeno mediante nitrificación-desnitrificación, como proceso único, o combinado con un proceso de compostaje y un proceso de evaporación-secado. Cabe destacar que tanto la estrategia (b) como la (e) requieren de una fuente de energía barata para su desarrollo; este hecho implica que estos procesos sólo sean viables cuando se combinan con un proceso de cogeneración.

VALORACIÓN ECONÓMICA DE UN SISTEMA DE TRATAMIENTO

El desarrollo de la tecnología para el tratamiento de purines está suficientemente avanzado para poder garantizar unos buenos rendimientos de los sistemas que se ofertan si se operan correctamente. No obstante, la implantación de estos sistemas no se

Otra forma de ver las cosas de siempre.

A veces, innovar, encontrar la solución a un problema, consiste tan sólo en mirar las cosas que ya conocemos con una mirada distinta. En verlas de otra forma y utilizarlas de una manera novedosa para convertirlas en algo diferente.

En GAIKER-IK4, nuestro trabajo consiste en ver de otra forma las cosas de siempre. Con la innovación que desarrollamos en las áreas de Plásticos y Composites, Sostenibilidad y Medio Ambiente, Reciclado y Valorización y Biotecnología, ayudamos a nuestros clientes a conquistar nuevas parcelas, nuevas ventajas... Con las actividades de I+D+i que ofrecemos y desarrollamos, les ayudamos a mejorar la competitividad y sostenibilidad de sus productos y procesos.

Ayudamos, en suma, a resolver problemas por medio de la imaginación y el conocimiento. Viendo las cosas con una mirada nueva. En GAIKER-IK4, **lo que no sabemos es lo que nos hace grandes.**

¿Qué? ¿Cómo? ¿Por qué?



ha generalizado tanto como se podría esperar, debido, en la mayoría de los casos, al alto coste económico en su implantación y explotación.

Para evaluar económicamente un sistema de tratamiento, es necesario no sólo conocer los costes de los equipos sino también los de la obra civil necesaria para instalarlos, así como los costes de explotación.

En muchos casos se pueden aprovechar balsas o estercoleros existentes para instalar los equipos y así reducir el coste; éste es el motivo por el que en muchas ocasiones esta partida del presupuesto, que puede llegar a ser muy importante, no se presenta en las ofertas de las empresas.

La determinación de los costes de explotación no es fácil, ya que es una medida marcada por la subjetividad. Los motivos de esta subjetividad son, entre otros:

- Sistema de medida de los diferentes factores que intervienen (unidades adecuadas).
- Valoración económica de los consumos que están sometidos a oscilaciones.
- Dificultad en repercutir algunos costes indirectos.

Es necesario fijar previamente unos criterios que se mantendrán a lo largo del cálculo y el tiempo, para minimizar así las incertidumbres del importe atribuido al coste. Un buen control de costes, que considere como mínimo: costes de amortización de activos, costes de personal, electricidad, reactivos, mantenimiento, tramitaciones, transporte y analíticas, es imprescindible para poder atribuir un coste por m³ de deyección tratada.

Una vez determinado el coste unitario del sistema de tratamiento (si estamos en la etapa de toma de decisión previa a la instalación del sistema de tratamiento, se utilizará el coste unitario presentado por la empresa), es necesario calcular el coste que comportará la nueva gestión de las deyecciones. Ésta se puede haber modificado, entre otras cosas, por el transporte de fracciones sólidas resultantes a parcelas más lejanas, o la gestión de la fracción líquida tratada en parcelas cercanas, etc.

Este coste global calculado es el que se ha de comparar con el coste de gestión que se tenía previo a la instalación del sistema de tratamiento, coste muchas veces desconocido. En muchos casos el nuevo coste de gestión de las deyecciones ganaderas puede resultar más caro, no obstante la mejora en la gestión y aplicación se debe considerar como una ganancia ambiental que marcará el futuro de las explotaciones ganaderas. ®

CONCLUSIONES

Gestionar correctamente las deyecciones ganaderas no sólo es imprescindible para mejorar su eficiencia como abono y para prevenir problemas de contaminación, sino también para evitar los cada vez más frecuentes problemas de convivencia entre ganaderos-agricultores y una población mayoritariamente urbana alejada de la mentalidad agraria. Frente a esta situación, los sistemas de tratamiento son una herramienta indispensable; los altos costes derivados de su implantación y explotación son el escollo más importante a superar. La internalización de los costes derivados de una gestión ambientalmente correcta de las deyecciones es, tal vez, el factor limitante para el futuro desarrollo del sector ganadero.

BIBLIOGRAFÍA

1. Ahn, Y.H.; Hwang, I.-S. y Min, K.-S. 'ANAMMOX and partial denitrification in anaerobic nitrogen removal from piggery waste' *Water Science and Technology* (2004) 49 (5-6), pp 145-153.
2. Ahring, B.K.; Angelidaki, I. y Johansen, K. 'Anaerobic treatment of manure together with industrial waste' *Water Science and Technology* (1992) 25 (7), pp 311-318.
3. Angelidaki, I. y Ahring, B.K. 'Anaerobic thermophilic digestion of manure at different ammonia loads: effect of temperature' *Water Research* (1994) 28 (3), pp 560-564.
4. Angenent, L.T.; Karim, K.; Al-Dahhan, M.H. y Dominguez-Espionosa, R. 'Production of bioenergy and biochemicals from industrial and agricultural wastewater' *Trends in Biotechnology* (2004) 22 (9), pp 477-485.
5. Aran, M. 'Análisis del suelo y de las plantas como herramienta de gestión agronómica y medioambiental' En: "Aplicación agrícola de residuos orgánicos" Boixadera, J. y Teira, M.R. (eds). Edicions Universitat de Lleida (2001) pp 175-187.
6. Barkeley, N.P.; Farrell, C. y Williams, T. "Emerging Technology. Electro-pure alternating current electrocoagulation. Superfund Innovative Technology Evaluation EPA/540/S-93/504" (1993).
7. BD-USD, Bioenergy Department-University of Southern Denmark "Danish centralised biogas plants. Plants descriptions" BioPress, Copenhagen (2000) 27 pp.
8. Béline, F.; Daumer, M.L. y Guizieu, F. 'Biological aerobic treatment of pig slurry in France: nutrients removal efficiency and separation performances' *Transactions of the ASAE* (2004) 47(3), 857-864.
9. Bonmatí, A. "Usos de l'energia tèrmica per a la millora del procés de digestió anaeròbia de purins de porc i per a la recuperació de productes d'interès" Tesis doctoral, UdL. Lleida (2001).
10. Bonmatí, A. y Flotats, X. 'Air stripping of ammonia from pig slurry: characterisation and feasibility as a pre- or post- treatment to mesophilic anaerobic digestion' *Waste Management* (2003a) 23(3), pp 261-272.
11. Bonmatí, A. y Flotats, X. 'Pig slurry concentration by vacuum evaporation: influence of previous mesophilic anaerobic process' *Journal of the Air and Waste Management Association* (2003b) 53(1), pp 21-31.
12. Boursier H.; Béline F. y Paul E. 'Piggery wastewater

characterisation for biological nitrogen removal process design' *Bioresource Technology* (2005) 96 (3), pp 351-358.

13. Burton, C.H. y Turner, C. "Manure management. Treatment strategies for sustainable agriculture" Silsoe Research Institute. 2nd Edition. Bedford, UK (2003) 181 pp.

14. Campos, E.; Palatsi, J. y Flotats, X. 'Codigestion of pig slurry and organic wastes from food industry' Volume II, 192-195. In: Proceedings of the II international symposium on anaerobic digestion of solid waste, Barcelona (1999).

15. Campos, E.; Flotats, X.; Castañé, A.; Palatsi, J. y Bonmatí, A. 'Anaerobic codigestion of pig slurry with olive bleaching earth' Volume II, 57-60. In: Proceedings of VI Oficina e seminario latinoamericano de digestao anaeróbia. Recife, Brasil (2000).

16. Campos, E.; Illa, J.; Magrí, A.; Palatsi, J.; Solé, F.; Flotats, X.; ARC y DARP "Guía de los tratamientos de las deyecciones ganaderas" Generalitat de Catalunya (2004):
• <http://www.arc-cat/es/altres/guia.html>

17. Carrasco, I. y Villar J.M. 'Uso de inhibidores de la nitrificación en suelos fertilizados con purines de cerdo' En: "Aplicación agrícola de residuos orgánicos" Boixadera, J. y Teira, M.R. (eds). Edicions Universitat de Lleida (2001) pp 245-260.

18. Choi, E. y Eum, Y. 'Strategy for nitrogen removal from piggery waste' *Water Science and Technology* (2002) 46 (6-7), pp 347-354.

19. DEA, Danish Energy Agency "Progress report on the economy of centralized biogas plants" BioPress, Copenhagen (1995) 34 pp.

20. Dentel, S.K.; Strogen, B. y Chiu, P. 'Direct generation of electricity from sludges and other liquid wastes' *Water Science and Technology* (2004) 50 (9), pp 161-168.

21. DIAFE, Danish Institute of Agricultural and Fisheries Economics "Centralised biogas plants. Integrated energy production, waste treatment and nutrient redistribution facilities" BioPress, Copenhagen (1999) 30 pp.

22. FEC Services "Anaerobic digestion, storage, oligolysis, lime heat and aerobic treatment of livestock manures. Final report" (2003).

23. Farrés, M.; Gorchs, C. y Bonmatí, A. 'Metodología para la selección del modelo de gestión de purines a nivel de explotación' *Residuos* (2004) 79, pp 128-139.

24. Flotats, X.; Bonmatí, A.; Campos, E. y Antúnez, M. 'Ensayos en discontinuo de codigestión anaeróbia termofílica de purines de cerdo y lodos residuales' *Información Tecnológica* (1999) 10 (1), pp 79-85.

25. Flotats, X.; Campos, E. y Bonmatí, A. 'Tecnologías para la modificación de las características de los residuos: caracterización general de métodos' En: "Aprovechamiento agronómico de residuos orgánicos" Editorial Paperkite, Lleida (1998).

26. Flotats, X.; Campos, E.; Palatsi, J. y Bonmatí, X. 'Digestión anaerobia de purines de cerdo y codigestión con residuos de la industria alimentaria' *Porci; Monografías de actualidad* (2001a) 65, pp 51-65.

27. Flotats, X.; Campos, E. y Palatsi, J. 'Concentración de deyecciones ganaderas mediante procesos térmicos' En: II Encuentro internacional gestión de residuos orgánicos, Pamplona (2004).

28. Flotats, X.; Campos, E.; Palatsi, J. y Bonmatí, A. 'Tratamiento de residuos orgánicos y valorización agrícola' En: "Aplicación agrícola de residuos orgánicos" Boixadera, J. y Teira, M.R. (eds). Edicions Universitat de Lleida (2001b) pp 17-36.

29. Ford M. y Fleming R. "Mechanical solid-liquid separation of livestock manure. Literature review" Ridgetown College. University of Guelph, Ontario, Canada (2002):

• http://www.ridgetownc.on.ca/Research/documents/fleming_separator.pdf

30. Gil, F. 'Aplicación de residuos orgánicos, fósforo y calidad del suelo' En: "Aplicación agrícola de residuos orgánicos" Boixadera, J. y Teira, M.R. (eds). Edicions Universitat de Lleida (2001) pp 143-158.

31. Gurri, A. 'ABT: Planta de purines en Calldetenes' *PORCpress* (2004) 29, pp 6-14.

32. Haug, R.T. "The practical handbook of compost engineering" Lewis Publishers, Boca Raton, USA (1993) 717 pp.

33. He, B.J.; Zhang, Y.; Funk, T.I.; Riskowski, G.L. y Yin, Y. 'Thermochemical conversion of swine manure: an alternative process for waste treatment and renewable energy production' *Transactions of the ASAE* (2000a) 43 (6), pp 1827- 1833.

34. He, B.J.; Zhang, Y.; Yin, Y.; Funk, T.I. y Riskowski, G.L. 'Operating temperature and retention time effects on the thermochemical conversion process of swine manure' *Transactions of the ASAE* (2000b) 43 (6), pp 1821- 1825.

35. He, B. J.; Zhang, Y.; Yin, Y.; Funk, T.I. y Riskowski, G.L. 'Preliminary characterization of raw oil products from the thermochemical conversion of swine manure' *Transactions of the ASAE* (2001) 44 (6), pp 1865- 1871.

36. Henze, M.; Harremoës, P.; Jansen, J.I.C. y Arvin, E. "Wastewater Treatment. Biological and Chemical Processes" Springer-Verlag, Berlin (1995) 383 pp.

37. Holmes, D.E.; Bond, D.R.; O'Neill, R.A.; Reimers, C.E.; Tender, L.R. y Lovley, D.R. 'Microbial communities associated with electrodes harvesting electricity from a variety of aquatic sediments' *Microbial Ecology* (2004) 48(2), pp 178-190.

38. Holt, P.K.; Barton, G.W. y Mitchell, C.A. 'The future for electrocoagulation as a localised water treatment technology' *Chemosphere* (2005) 59(3), pp 355-367.

39. Hwang, I.S.; Min, K.S.; Choi, E. y Yun, Z. 'Nitrogen removal from piggery waste using the combined SHARON and ANAMMOX process' *Water Science and Technology* (2005) 52(10-11), pp 487-494.
40. Irvine R.L. y Ketchum L.H. 'Sequencing batch reactors for biological wastewater treatment' *CRC Critical Reviews on Environmental Control* (1989) 18(4), pp 255-294.
41. Juteau, P.; Godbout, S.; Joneas, R.; Beaudet, R. y Marquis, A. 'The scale-up of a thermophilic batch aerobic treatment plant for pig slurry, from the laboratory to an on-farm pilot plant' The Canadian society for engineering in agricultural, food and biological systems CSAE/SCGR 2003 Meeting, Montreal, Québec (2003).
42. LAF "Avaluació i aprofitament dels residus orgànics d'origen ramader en agricultura" Quaderns de divulgació, núm. 5, Laboratori d'Anàlisi i Fertilitat de sols, Sidamon, Lleida (1999) 24 pp.
43. Lekuona, A. 'Planta de tratamiento de purines de Egiluze' *Retema* (2004) 103: pp 20-24.
44. Liu, H.; Ramnarayanan, R. y Logan, B.E. 'Production of electricity during wastewater treatment using a single chamber microbial fuel cell' *Environmental Science and Technology* (2004) 38 (7), pp 2281-2285.
45. Llagostera, R.; Pigem, J. y Salgot, M. 'Tratamiento avanzado de purines. Tecnología utilizada en la planta de Sant Climent de Peralta' *Ingeniería Química* (2005) 425: pp 148-150.
46. Lovley, D.R. 'Microbial fuel cells: novel microbial physiologies and engineering approaches' *Current Opinion in Biotechnology* (2006) 17 (3), pp 327-332.
47. Logan, B.E. 'Extracting hydrogen and electricity form renewable resources' *Environmental Science and Technology* (2004) 38 (9), pp 160A-167A.
48. Logan, B.E.; Murano, C.; Scott, K.; Gray, N.D. y Head, I.M. 'Electricity generation from cysteine in a microbial fuel cell' *Water Research* (2005) 39 (5), pp 942-952.
49. Magrí, A. y Flotats, X. 'Tratamiento de la fracción líquida de purines de cerdo mediante un reactor discontinuo secuencial (SBR)' *Residuos* (2000) 57, pp 84-88.
50. Magrí, A.; Palatsi, J. y Flotats, X. 'Tractament de les dejeccions ramaderes' Dossier Tècnic - *Bones Pràctiques Agràries* (II) (2006a) 14, pp 19-23.
51. Magrí, A.; Solé-Mauri, F.; Illa, J. y Flotats, X. 'Estudio de procesos biológicos de tratamiento de residuos basado en la modelización' *Residuos* (2006b) 90, pp 24-32.
52. Min, B.; Kim, J.-R.; Oh, S.-E.; Regan, J.M. y Logan, B.E. 'Electricity generation from swine wastewater using microbial fuel cells' *Waste Reserch* (2005) 39, pp 4961-4968.
53. Møller, H.B.; Sommer S.G. y Ahring B.K. 'Separation efficiency and particle size distribution in relation to manure type and storage conditions' *Bioresource Technology* (2002) 85 (2), pp 189-196.
54. Mulder, A.; van de Graaf, A.A.; Robertson, L.A. y Kuenen, J.G. 'Anaerobic ammonium oxidation discovered in a denitrifying fluidized bed reactor' *FEMS Microbiology Ecology* (1995) 16 (3), pp 177-183.
55. Oh, S.E. y Logan, B.E. 'Hydrogen and electricity production form a food processing wastewater using fermentation and microbial fuel cell technologies' *Water Research* (2005) 39 (19), pp 4673-4682.
56. Pinto, M.; Del Prado, A.; Castellón, A. y Merino, P. 'Dinámica del nitrógeno en relación a los residuos y cálculo de dosis a aplicar' En: "Aplicación agrícola de residuos orgánicos" Boixadera, J. y Teira, M.R. (eds). Edicions Universitat de Lleida (2001) pp 105-122.
57. Reimers, C.E.; Tender, L.M.; Ferig, S. y Wang, W. 'Harvesting energy form marine sediment-water interface' *Environmental Science and Technology* (2001) 35 (1), pp 192-195.
58. Rodríguez, J. 'TRACJUSA: Animal litter treatment plant producing biogas with an associated 16.3 MW cogeneration plant in Juneda (Lleida)' *Infopower* (2001) 34, pp 19-45.
59. Rodríguez, J. 'Plant for biological processing of pig slurry with associated CHP Developer by Ros Roca in Langa de Duero, Soria, Spain' *Infopower* (2003) pp 67-89.
60. Rulkens, W.H.; Klapwijk, A. y Willers, H.C. 'Recovery of valuable nitrogen compounds from agricultural liquid wastes: potential possibilities, bottlenecks and future technological challenges' *Environmental Pollution* (1998) 102 (S1), pp 727-735.
61. Sánchez, M. 'Gestión integral de explotaciones ganaderas' En: "Curso de especialización en la gestión de la producción ganadera. Módulo 5. Medio Ambiente y gestión de los purines" Granada (2006).
62. Saña, J. y Soliva, M. 'El compostatge: procés, sistemes i aplicacions' *Quaderns d'Ecologia Aplicada* n° 11, Diputació de Barcelona, Servei de Medi Ambient (1987) 98 pp.
63. Soliva, M. 'Compostatge i gestió de residus orgànics' *Estudis i Monografies* n° 21, Servei de Medi Ambient de la Diputació de Barcelona (2001).
64. Strous, M.; Van Gerven, E.; Zheng, P.; Kuenen, J.G. y Jetten, M.S.M. 'Ammonium removal from concentrated waste streams with the anaerobic ammonium oxidation (ANAMMOX) process in different reactor configurations' *Water Research* (1997) 31 (8), pp 1955-1962.
65. Tilche, A.; Bortone, G.; Malaspina, F.; Piccinini, S. y Stante, L. 'Biological nutrient removal in a full-scale SBR treating piggery wastewater: results and modelling' *Water Science and Technology* (2001) 43(3), pp 363-371.